DOI: 10.5846/stxb201510041999
冯舒,汤茜,卢训令,丁圣彦,贾振宇,梁国付.农业景观中非农景观要素结构特征对植物物种多样性的影响——以封丘县为例.生态学报,2017,37(5):1549-1560.
Feng S, Tang Q, Lu X L, Ding S Y, Jia Z Y, Liang G F.Non-agricultural landscape structure and the effect on plant species diversity in agricultural landscapes: a case study in Fengqiu County.Acta Ecologica Sinica,2017,37(5):1549-1560.

农业景观中非农景观要素结构特征对植物物种多样性的影响
——以封丘县为例

冯 舒[1,2],汤 茜[1,2],卢训令[1,2],丁圣彦[1,2,*],贾振宇[1,2],梁国付[1,2]
1 教育部黄河中下游数字地理技术重点实验室, 开封 475004
2 河南大学环境与规划学院, 开封 475004

摘要:农业景观中的非农生境对维持与提高农业景观的生物多样性具有非常关键的作用。为了探究非农生境的相关结构属性对农业景观中植物物种多样性的影响,选择黄河下游平原区的封丘县为研究区域,对研究区内 42 个样点的非农生境进行植物多样性调查,并对各个样点周围 1 km 范围内的非农景观要素进行了提取,分析不同非农生境中植物物种组成及其景观要素的构成、结构及空间配置对植物物种多样性的影响。研究结果表明:不同类型的非农生境中,物种组成共有种相对较多,特有种或指示种较少;林地与树篱具有相对较高的物种多样性,以沟渠为生境的植物物种组成与其它两种生境类型相比存在明显差异;林地与树篱/沟渠的组成比例相当时,植物物种丰富度最高;景观指数对不同非农生境中的植物物种具有明显影响,景观破碎化及人为干扰指数的影响较为显著。未来在对本区域内农业景观进行结构优化的过程中,应从非农景观要素的改造入手。通过调整和设置非农景观要素的不同类型及比例、合理改造其结构与空间配置,为最终实现农业景观的有效管理与可持续健康发展奠定重要的研究基础。

关键词:农业景观;非农生境;生物多样性;黄河下游平原

Non-agricultural landscape structure and the effect on plant species diversity in agricultural landscapes: a case study in Fengqiu County

FENG Shu[1,2], TANG Qian[1,2], LU Xunling[1,2], DING Shengyan[1,2,*], JIA Zhenyu[1,2], LIANG Guofu[1,2]
1 *Key Laboratory of Geospatial Technology for the Middle and Lower Yellow River Regions, Ministry of Education, Kaifeng* 475004, *China*
2 *College of Environment and Planning, Henan University, Kaifeng* 475004, *China*

Abstract: Non-agricultural habitat is an important part of the agricultural landscape, and its complex structure and function play a vital role in maintaining and improving the biodiversity of the agricultural landscape. However, there is widespread evidence that the highly intensive global development of modern agriculture has led to the disappearance of many non-agricultural habitats, resulting in a simpler agricultural landscape. Therefore, the agro-ecosystem functions and services have been seriously damaged. Consequently, for the sustainable development of agriculture, studying the relationships between agricultural productivity and biodiversity, and landscape pattern and ecosystem functions and services are fundamental. To explore the structural attributes of non-agricultural landscape elements and the effect on plant species diversity in typical agricultural landscapes, we established a study area and developed 42 plots in Fengqiu County, Henan

基金项目:国家自然科学基金资助项目(41371195)
收稿日期:2015-10-04; **网络出版日期**:2016-07-13

* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: syding@henu.edu.cn

Province, which is a typical agricultural region in the lower reaches of the Yellow River. Within these plots, the vegetation in non-agricultural habitats (artificial forests, hedges, and ditches) was investigated using the Braun-Blanquet method. Based on remote sensing imagery and landscape pattern analysis, we extracted and classified the non-agricultural habitats of each sample within 1 km using ArcGIS 10.0, and analyzed the composition, structure, and spatial configuration of non-agricultural landscape elements. The results showed that 186 species belonging to 50 families and 164 genera were found in the study area, and six dominant families (Compositae, Gamineae, Leguminosae, Cruciferae, Labiatae, and Solanaceae) account for 51.6% of all species. The species diversity of artificial forests and hedges was relatively high, whereas the species composition of the ditches was different to the other habitats. In different types of non-agricultural landscape structure, the highest species richness of plants was found where the proportion of artificial forests was similar to hedge/ditches. The landscape metrics directly affect plant species diversity in different non-agricultural habitats, and the influence of landscape fragmentation and human disturbance is significant. From the results, to increase the quantity and quality of non-agricultural habitats in agricultural landscapes in the future, we should transform the non-agricultural landscape elements. New non-agricultural habitats should be developed, and the proportion of different types of habitats should be increased by adjusting the spatial structure and configuring different landscape elements. This would enhance the effective management and sustainable development of the agricultural landscape in the future.

Key Words: agricultural landscape; non-agricultural habitat; biodiversity; Yellow River plain

农业景观中半自然生境的组成和结构对维持和提高生物多样性有重要的作用[1]。非农生境(农田边界、林地、树篱、灌丛、沟渠等)是农业景观中主要的半自然生境类型,由于受到的人为干扰较小,非农生境具有相对稳定的异质性环境,是动植物栖息的主要场所[2-3]。有关农业景观中非农生境与生物多样性的关系,国内外学者开展了大量的研究[4-9],主要涉及农业景观中非农生境的类型与植被结构,非农生境中生物多样性的组成与结构以及非农生境的管理对生物多样性的影响等方面,普遍认为非农生境的存在和维持为农业景观中的绝大部分物种提供生存所需的资源和环境(如食物源、物种源、避难所、繁殖地等),是农田生物的重要聚集地,有利于生物多样性的维持和保护。增加作物生境及其植被多样性,不仅有利于自然天敌的栖息和繁衍[10-11],也有利于它们在相邻作物生境中迁入、迁出,从而调节和控制病虫害的发生[12]。有学者认为具有高比例非农生境的复杂景观更有利于生物多样性的维持[13],通过构建一定比例的林地、树篱、沟渠、植被缓冲带等非农景观要素能够提高农业景观异质性,可以有效的保护生物多样性,促进农业生态系统的健康可持续发展[14-15]。

然而,随着农业用地的持续扩展和土地利用集约化程度的加强,大量非农生境从农业景观中消失,农业景观呈现出高度的均质化,景观结构类型单一、破碎化严重,非农生境中的植物物种多样性遭到严重的破坏[16-17]。研究表明,不同类型的植物种类能够吸引不同的生物类群,多样化的植物物种组合为更多的生物提供多样化的食物、栖息和繁殖场所,在较大程度上保护生物类群的多样性[18]。较高的植物物种多样性能增加天敌的数量、显著抑制农田害虫、减少农作物损害和提高粮食产量,从而利于农业生态系统的稳定[19-20]。随着对于景观结构与生物多样性、生态系统功能之间关系的深入认识,越来越多的科学家指出农业景观生物多样性的保护和生态系统功能的维持需要一种景观的观点[21]。国内一些研究表明农业生态系统中非农生境在动物、植物物种多样性方面具有重要的作用,但有关非农景观结构对物种多样性的影响研究相对较少[22-23]。在农业景观大背景下,构建合理的农业景观结构,在保持农业生态系统持续高生产力的同时又有能效保护生物多样性将成为未来农业景观研究关注的焦点之一。

本文的研究区位于黄河下游平原的封丘县,是我国重要的商品粮基地,农业耕作历史悠久,集约化程度较高。有关本研究区内的农业景观异质性、非农生境组成与结构、非农生物多样性等方面的研究已开展了相关工作[24-27],然而非农生境在农业景观中究竟发挥了什么样的作用?非农景观要素的类型和比例关系的差异

是否能够对植物物种多样性产生影响？如何通过优化非农景观要素来实现景观功能的恢复与提升？这些问题仍然没有合理的答案。因此,基于以上的研究背景,本文提出以下两点假设:(1)非农生境的类型及面积比例差异对植物物种多样性有明显影响;(2)非农景观要素的结构越复杂,植物物种多样性越高。本文试图通过探讨农业景观中非农景观要素的结构特征与植物物种多样性的关系,为进一步明确景观结构优化的方法,以及深入分析景观多功能性产生的机制奠定了研究基础,具有重要的研究意义。

1　研究区概况

本文的研究区位于河南省新乡市的封丘县(34°53′—35°14′N,114°14′—114°45′E),是我国重要的商品粮基地县之一,地处黄河北岸,是典型的黄河下游冲积平原区。封丘县属于暖温带半干旱型季风气候,年平均气温为13.9℃,多年平均降雨量约为615.1 mm。本区域内地势由西南向东北稍微倾斜,土壤类型为潮土,呈中性至微碱性。本区典型的地带性植被类型为暖温带落叶阔叶林,由于自然植被遭到严重的破坏,目前仅有部分人工林分布在农田、道路沟渠以及居民点周边,构成了区域内主要的林地类型。除此以外,本区中还有树篱、沟渠等绿色景观要素分布其中。树篱大多呈线状分布在道路或沟渠两旁,而沟渠多为灌溉水渠,以农民开挖的小沟渠居多,非灌溉期时沟渠中水量较少,多被草本植物覆盖。

2　研究方法

2.1　景观数据来源及景观要素提取与分类

以研究区2013年4月份的Google earth遥感影像为图像数据源(分辨率为1 m×1 m),通过图像加强、几何校正和地图投影等预处理,利用ERDAS IMAGNIE软件对影像进行无缝拼接,最终获得了封丘县2013年的遥感影像图。在研究区遥感影像和土地利用现状图的基础上,首先按照2 km×2 km的方格对研究区进行分区,然后在方格内随机布点,共设置42个样点。区域内已有的研究结果表明[26],在1 km的尺度下,该区的物种丰富度与多样性同景观异质性的关系最为强烈。因此,基于前期的研究成果[28],结合封丘县景观要素的具体特征,本文采用ArcGIS 10.0软件对经过预处理的遥感影像进行目视解译,提取了42个样点周围1 km范围内的主要非农景观要素,主要为林地、树篱和沟渠(其中树篱为种植在道路两边或农田边的单排树,且多为杨树 *Populus*),获得了详尽的景观数据(图1)。为了进一步探讨非农景观要素的类型以及比例关系是否对植物物种产生影响,本文根据各样点中不同类型的非农生境占非农景观面积比例的不同, 将42个样点划分为4种非农景观结构类型(表1):Ⅰ(林地>80%,树篱/沟渠<20%,样点数12个)、Ⅱ(60%<林地≤80%,20%≤树篱/沟渠≤40%,样点数11个)、Ⅲ(40%<林地≤60%,40%≤树篱/沟渠<60%,样点数9个)、Ⅳ(林地≤40%,树篱/沟渠≥60%,样点数10个)。4种非农景观结构类型的遥感影像和非农景观要素示意图如图2所示(以3、18、28、35号样点为例)。

2.2　植物群落调查

分别在2011、2012和2014年采用法瑞学派的典型样地法对各样点中的主要非农景观要素(林地、树篱和沟渠)进行植物物种多样性的调查。每个类别的生境分别选取5个1 m×1 m的小样方进行取样,全区共计调查490个样方(其中人工林地205个,树篱205个,沟渠80个),记录指标包括:物种名、多优度、群集度等,同时记录各样方的地理坐标。植物调查一共进行了3年,并且每年在春、夏、秋三季进行重复取样。调查发现人工林地和树篱的乔木层绝大多数为单一的杨树,各生境中几乎均不存在灌木层,因此本文主要采用草本层数据进行植物物种多样性的研究与分析。

2.3　植物数据的处理与景观指标的选取

2.3.1　植物数据的处理

由于植物调查进行了多次重复,因此对植物数据进行处理,选取每个样点所观察到的各植物物种数据的平均值进行分析。研究主要以植物物种丰富度代表植物物种多样性。

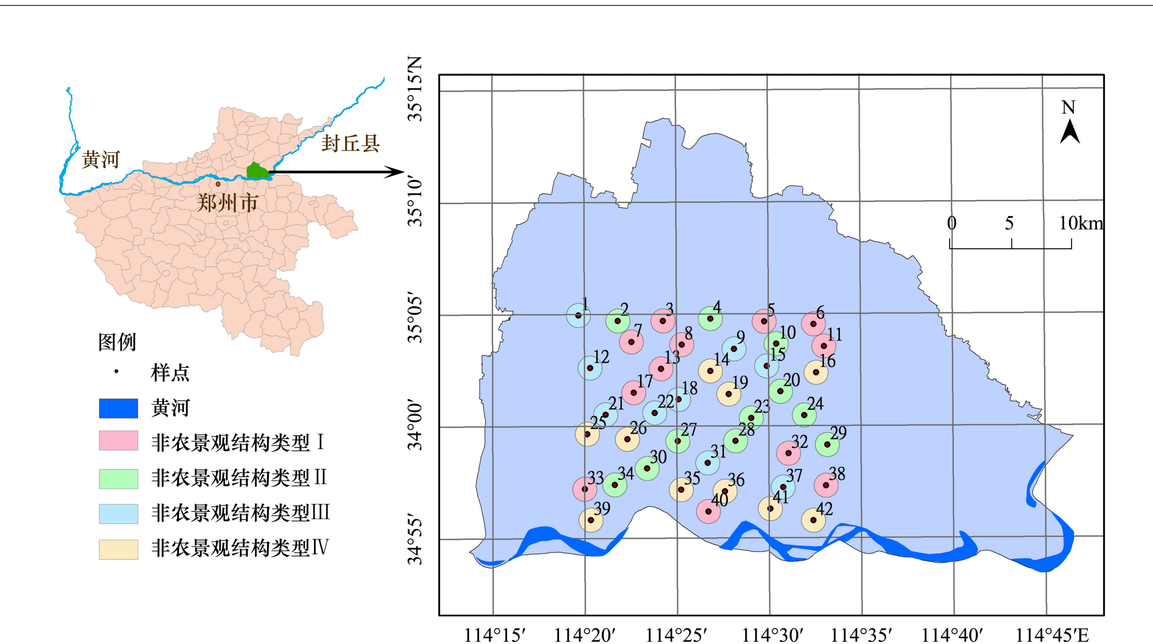


图 1 样点布设及非农景观结构类型空间分布示意图

Fig.1 Sample sites setting and the spatial distribution diagram of non-agricultural landscape structure type

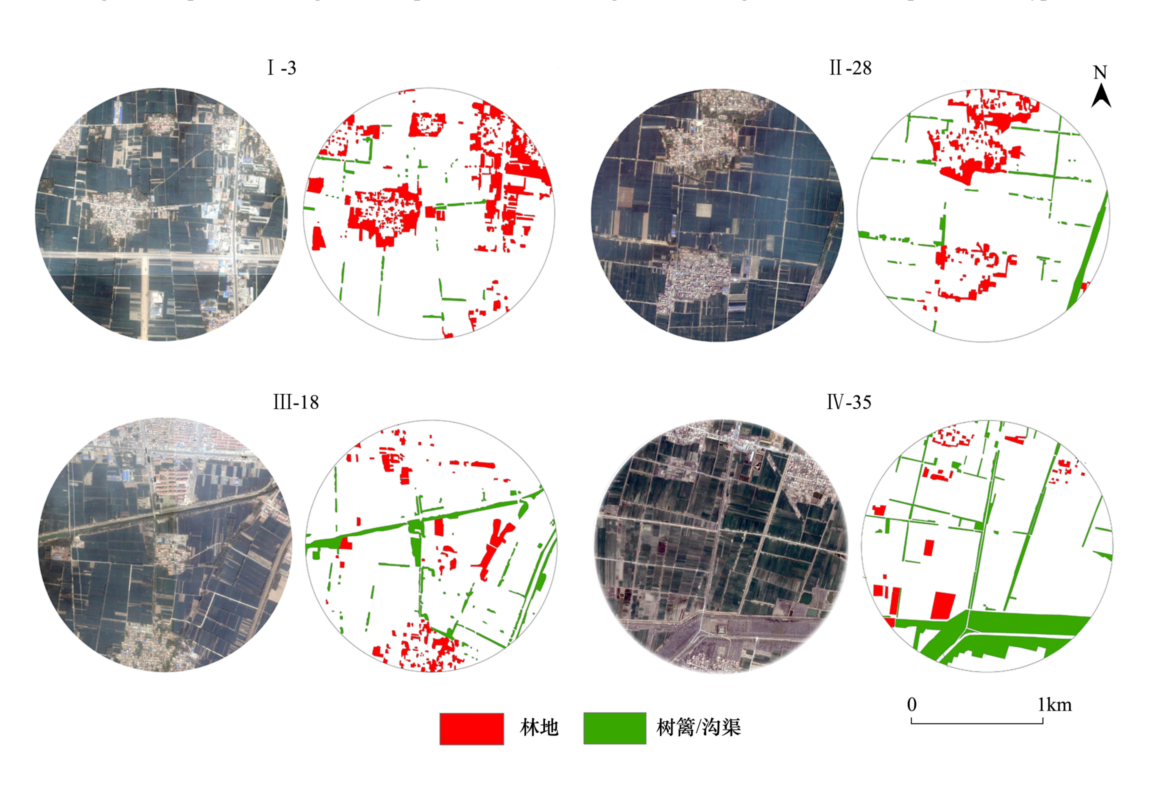


图 2 4 种非农景观结构类型示意图

Fig.2 Four types of non-agricultural landscape structure diagram

(1)物种丰富度 以样地中出现的物种数目 S 表示。

(2)物种重要值

$$IV = PR + FR$$

式中,*IV* 为物种的重要值,*PR* 为物种的相对显著度,由物种的多优度计算获得,*FR*(Relative Frequency)为物种的相对频度[29],所有物种的重要值总和为 2。

所有植物相关数据的处理均在在 PC-ord 5.0 软件包中进行。

2.3.2 景观指标的选取与计算

本研究主要从(1)形状指标:景观形状指数(LSI);(2)面积指标:斑块平均大小(MPS);(3)破碎化指标:斑块密度(PD)、蔓延度指数(CONTAG)、破碎化指数(FN)、连接度指数(CONNECT);(4)干扰指标:村庄个数(NUM_V)、村庄面积(AREA_V)等4个指标,共8个指数对42个样点周围非农景观要素的空间结构特征进行分析。所有的计算与结果分析均在 ArcGIS 10.0 和 FRAGSTATS 4.2 软件包中完成。

2.3.3 非农景观要素结构特征对植物的影响

运用冗余分析(RDA)方法分析各景观指数对不同景观结构类型中主要植物物种多样性的影响。首先对植物进行除趋势对应分析(DCA),以确定其属于单峰型分布或线型分布[30]。结果显示,所有轴中梯度最长的都小于3,表明适合用于线性的冗余分析(RDA)。将景观要素的8个景观指数作为景观因子,与不同景观结构类型下的植物进行排序分析,所有的分析过程均在 Canoco for Windows 4.5 软件包上进行。

3 结果与分析

3.1 研究区不同类型非农生境植物物种组成分析

根据植物物种调查数据的统计与分析,在不同类型的非农生境中,共有186种植物(其中林地150种、树篱149种、沟渠129种),隶属于菊科(Compositae)、禾本科(Gramineae)、豆科(Leguminosae)、十字花科(Cruciferae)、唇形科(Labiatae)、茄科(Solanaceae)等50个科,164个属。菊科、禾本科等6个大科占据调查植物物种总数的51.6%,其中菊科(20属31种)和禾本科(23属24种)最为优势,占据物种总数的30%。图3显示,在所有植物物种中,56%(104种)的物种在3种生境类型中同时存在,表现出这些物种的广布性;18%(34种)的物种存在于两种生境,其中28种生长在林地和树篱生境;此外,还有少数物种仅出现在一种生境类型中,在一定程度上反应出这些物种对特有生境类型及环境条件的偏好。

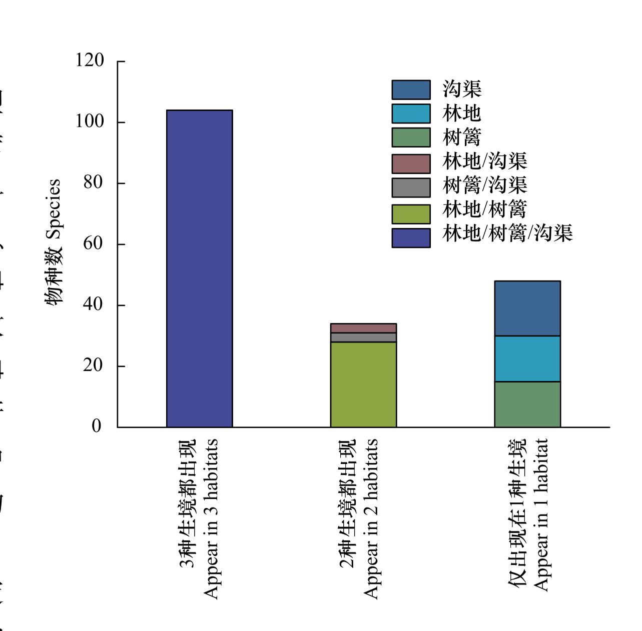


图3 植物物种在不同生境中的分布状况

Fig.3 The distribution of plant species in different habitats

从植物优势种的重要值排序(表1)可以看出,不同类型的非农生境中植物优势种的组成存在一定差异。狗牙根(*Cynodon dactylon*)和葎草(*Humulus scandens*)在3种生境类型中均具有较高的重要值,为主要优势物种,其中狗牙根在树篱生境中表现出极为显著的优势。林地和树篱两种非农生境中的共有种较多,说明这两种非农生境的优势物种组成具有较高的相似性。受到季节交替、农耕灌溉等条件的影响,沟渠生境中的植物物种组成与其它群落存在较大差异,优势物种主要包括:芦苇(*Phragmites australis*)、白茅(*Imperata cylindrica*)、打碗花(*Calystegia hederacea*)、水蓼(*Polygonum hydropiper*)、钻叶紫菀(*Aster subulatus*)等。

3.2 景观结构类型划分及物种多样性分析

不同类型非农景观结构类型划分结果如表2所示。总体来看,所有非农景观结构类型中林地总面积占据非农景观要素总面积的68%,表明林地为最具优势的非农景观要素,是研究区最大的非农生境类型。其中,林地占主要比例的非农景观结构类型 I 面积最大(549.85 hm^2),树篱/沟渠占优势的非农景观结构类型 IV 面积相对较小(401.02 hm^2),林地与树篱/沟渠比例相当的非农景观结构类型 III 面积最小,仅占据非农景观要素总面积的18.8%。结合图1可以进一步得出4种非农景观结构类型在区域内的分布状况,类型 I 的大部分样点位于封丘县的中部,靠近封丘县城,表明较大面积的人工林在县域的中部分布较为广泛;类型Ⅳ的样点主

要散布在县域南部,原因可能由于南邻黄河,水分充足,更利于沟渠的建设与长期使用;和前两种类型相比,类型 II 与类型 III 样点的聚集性不明显,在研究区内分布比较均匀。

表 1 非农生境植物主要优势种重要值排序

Table 1 Importance value (*IV*) of the dominant species in different non-crop habitats

林地 Forest		树篱 Hedge		沟渠 Ditch	
物种名 Species	重要值 *IV*	物种名 Species	重要值 *IV*	物种名 Species	重要值 *IV*
葎草 *Humulus scandens*	0.1490	狗牙根 *Cynodon dactylon*	0.2301	狗牙根 *Cynodon dactylon*	0.1796
狗牙根 *Cynodon dactylon*	0.1139	葎草 *Humulus scandens*	0.1331	葎草 *Humulus scandens*	0.1305
小蓬草 *Conyza canadensis*	0.1104	狗尾草 *Setaria viridis*	0.1182	芦苇 *Phragmites australis*	0.1218
狗尾草 *Setaria viridis*	0.1020	刺儿菜 *Cirsium setosum*	0.0623	白茅 *Imperata cylindrica*	0.0569
鬼针草 *Bidens pilosa*	0.0634	小蓬草 *Conyza canadensis*	0.0516	小蓬草 *Conyza canadensis*	0.0564
刺儿菜 *Cirsium setosum*	0.0525	枸杞 *Lycium chinense*	0.0493	刺儿菜 *Cirsium setosum*	0.0539
芦苇 *Phragmites australis*	0.0468	芦苇 *Phragmites australis*	0.0442	狗尾草 *Setaria viridis*	0.0517
夏至草 *Lagopsis supina*	0.0454	反枝苋 *Amaranthus retroflexus*	0.0388	打碗花 *Calystegia hederacea*	0.0505
枸杞 *Lycium chinense*	0.0425	藜 *Chenopodium album*	0.0388	水蓼 *Polygonum hydropiper*	0.0503
构树 *Broussonetia papyrifera*	0.0394	牛筋草 *Eleusine indica*	0.0384	钻叶紫菀 *Aster subulatus*	0.0374
合计 Total	0.7652		0.8048		0.7890
比例 Ratio/%	38.26%		40.24%		39.45%

表 2 非农景观结构类型划分

Table 2 The classification of non-agricultural landscape structure

非农景观结构类型 Non-agricultural landscape structure	比例 Ratio/%		样点数 Number	面积 Area/hm^2		总计 Total
	林地 Forest	树篱/沟渠 Hedge/Ditch		林地 Forest	树篱/沟渠 Hedge/Ditch	
Ⅰ	>80	<20	12	479.98	69.87	549.85
Ⅱ	60—80	20—40	11	355.31	132.56	487.86
Ⅲ	40—60	40—60	9	247.27	154.41	332.74
Ⅳ	≤40	≥60	10	118.56	282.45	401.02
				1201.12	639.29	1771.47

比较不同生境类型与景观结构类型下的植物物种丰富度(图 4)可知,不同非农生境中,沟渠的植物物种丰富度最低(仅 41 种),林地与树篱的物种丰富度差距不明显(分别为 53 种和 52 种);不同非农景观结构类型下的植物物种丰富度均高于单一的非农生境,其中林地与树篱/沟渠比例相当的非农景观结构类型 III 的植物物种丰富度最高(85 种),其次是非农景观结构类型 II(80 种),以林地和树篱/沟渠占优势的非农景观结构类型 I 和 IV 的物种丰富度较低(分别为 73 种和 76 种)。

3.3 景观结构对优势植物物种的影响分析

从优势植物物种与景观指数 RDA 排序图(图 5)可以看出,各景观指数对植物物种的影响存在一定的差异。大多数植物物种表现出对生境环境选择的相似性,主要受平均斑块面积(MPS)、村庄面积(AREA_V)以及蔓延度指数(CONTAG)影响较大,反应了非农景观要素在面积、连接度及其受人为干扰程度等方面能够影响植物物种的分布。由于 56%的植物物种在 3 种生境均出现(表 3),因此其优势物种与景观指数的 RDA 分析结果同出现在所有样点中的植物物种分布趋势相似,其中优势物种狗尾草(*S. viri*)与小蓬草(*C. cana*)受蔓延度指数(CONTAG)、斑块密度(PD)的影响较为显著,狗牙根(*C. dact*)与村庄面积(AREA_V)呈显著负相关;多数物种在破碎化程度较低的生境中分布较为广泛,并且随着平均斑块面积和蔓延度的增加,物种呈现增多的趋势。出现在 2 种生境中的大多数植物受斑块密度(PD)与破碎化指数(FN)作用较为明显,几乎所有出现在树篱/沟渠和林地/沟渠的物种(石龙芮 *Ranunculus sceleratus*、空心莲子草 *Alternanthera Philoxeroides*、通泉草



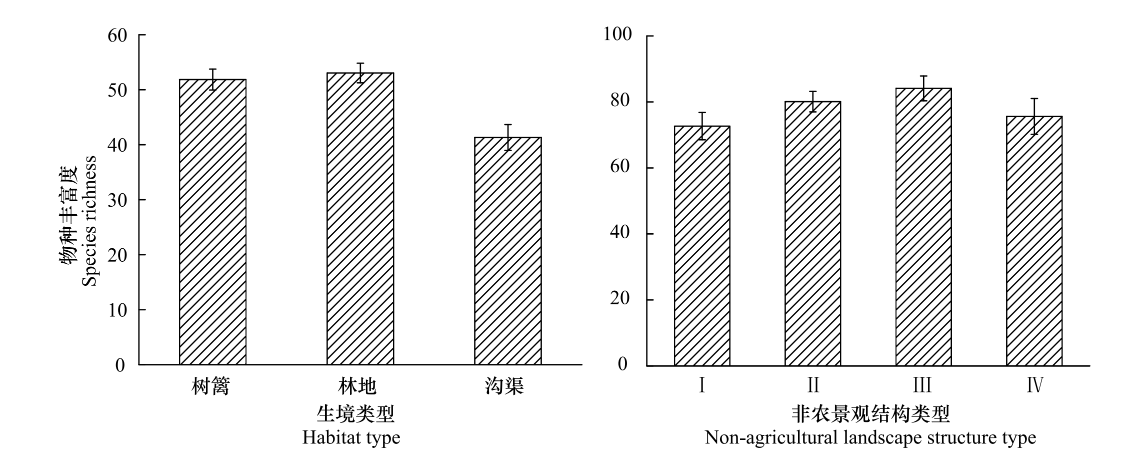


图 4　不同生境类型与景观结构类型下的植物物种丰富度

Fig.4　The plant species richness under different habitat types and landscape structures

采用单因子方差分析进行显著性检验，$P=0.05$

图 5　优势植物与景观指数 RDA 排序图

Fig.5　Correlation plots of the redundancy analysis (RDA) on the relationship between dominant plants and landscape index

空心三角形代表物种

Mazus japonicus、风花菜 *Rorippa globosa*、西伯利亚蓼 *Polygonum sibiricum* 等）（表 3）均受到该两种景观指数的显著影响。仅出现在 1 种生境的植物物种在排序图中比较分散，其中仅生活在沟渠和林地的大部分物种受斑块平均面积（MPS）和村庄个数（NUM_V）影响较大，仅在树篱中出现的植物如牻牛儿苗（*Erodium stephanianum*）、独行菜（*Lepidium apetalum*）和大豆（*Glycine max*）等与斑块密度（PD）、景观形状指数（LSI）和景观连接度（CONNECT）关系较为显著。

表 3　主要优势植物物种及拉丁名缩写

Table 3　The dominant plants and Latin name abbreviations

3 种生境都出现 Appear in 3 habitats			2 种生境都出现 Appear in 2 habitats		仅出现在 1 种生境 Appear in 1 habitat
铁苋菜 *A.aust*	小藜 *Ch.sero*	车前 *P.asia*	臭椿（F/H）*A.alti*	碱茅（F/H）*P.dist*	荩草（D）*A.hisp*
茵陈蒿 *A.capi*	播娘蒿 *D.soph*	萹蓄 *P.avic*	铁杆蒿（F/H）*A.gmel*	杠柳（F/H）*P.sepi*	花生（F）*A.hypo*
南牡蒿 *A.erio*	稗子 *E.crus*	酸模叶蓼 *P.lapa*	黄芪（F/H）*A.memb*	西伯利亚蓼 *P.sibi*	看麦娘（D）*A.japo*
野燕麦 *A.fatu*	泽漆 *E.heli*	马齿苋 *P.oler*	空心莲子草（F/D）*A.Phil*	商陆（F/H）*Ph.acin*	白菜（F）*B.rapa*
野艾蒿 *A.lava*	地锦 *E.humi*	芦苇 *Ph.aust*	蚤缀（F/H）*A.serp*	小酸浆（F/H）*Ph.mini*	球穗莎草（D）*C.glob*
钻叶紫菀 *A.subu*	牛筋草 *E.indi*	牵牛 *Ph.nil*	油菜（F/H）*B.camp*	风花菜（H/D）*R.glob*	碎米荠（D）*C.hirs*
苘麻 *A.theo*	鳢肠 *E.pros*	茜草 *R.cord*	拂子茅（H/D）*C.epig*	石龙芮（F/D）*R.scel*	问荆（D）*E.arve*
构树 *B.papy*	节节草 *E.ramo*	鹅观草 *R.kamo*	马泡瓜（F/H）*C.melo*	高粱（F/H）*S.bico*	牻牛儿苗（H）*E.step*
鬼针草 *B.pilo*	野大豆 *G.soja*	苣荬菜 *S.brac*	野菊（F/H）*Ch.indi*	碱蓬（F/H）*S.glau*	棉花（H）*G.hirs*
田旋花 *C.arve*	麦仁珠 *G.tric*	苦苣菜 *S.brac*	离子草（F/H）*Ch.tene*	繁缕（F/H）*S.medi*	大豆（H）*G.max*
香丝草 *C.bona*	葎草 *H.scan*	猪毛菜 *S.coll*	马唐（F/H）*D.sang*	野茄（F/H）*S.unda*	凤仙花（F）*I.bals*
荠菜 *C.burs*	菊芋 *H.tube*	金狗尾草 *S.glau*	曼陀罗（F/H）*D.stra*	花椒（F/H）*Z.bung*	独行菜（H）*L.apet*
小蓬草 *C.cana*	中华小苦荬 *I.chin*	龙葵 *S.nigr*	梧桐（F/H）*F.simp*		水芹（D）*O.java*
狗牙根 *C.dact*	白茅 *I.cyli*	狗尾草 *S.viri*	地肤（F/H）*K.scop*		平车前（H）*P.depr*
灰绿藜 *C.glau*	旋覆花 *I.japo*	蒲公英 *T. mong*	益母草（F/H）*L.arte*		鬼蜡烛（H）*Ph.pani*
打碗花 *C.hede*	金银忍冬 *L. maac*	藜 *T.terr*	番茄（F/H）*L.escu*		茴茴蒜（D）*R.chin*
牛皮消 *C.lysi*	枸杞 *L.chin*	榆树 *U.pumi*	通泉草（F/D）*M. japo*		蓖麻（H）*R.comm*
香附子 *C.rotu*	夏至草 *L.supi*	婆婆纳 *V.didy*	紫茉莉（F/H）*M.jala*		豨莶（D）*S.orie*
刺儿菜 *C.seto*	楝树 *M.azed*	地丁 *V.phil*	天蓝苜蓿（F/H）*M.lupu*		镳草（D）*S.triq*
地梢瓜 *C.thes*	杨树 *P. simo*	苍耳 *X.sibi*	草木樨（F/H）*M.suav*		柽柳（D）*T.chin*

F：在林地出现的植物 appear in Forest，H：在树篱出现的植物 appear in Hedge，D：在沟渠出现的植物 appear in Ditch

3.4　不同非农景观结构类型下景观结构特征对植物物种多样性的影响

非农景观要素结构特征与各样点植物物种多样性的 RDA 分析结果显示（图 6），不同非农景观结构类型中，各类景观指标对每个样点的植物物种多样性均具有显著的差异性，其中破碎化指标（破碎化指数 FN、斑块密度 PD、聚集度指数 CONTAG）与人为干扰指标（村庄个数 NUM_V、村庄面积 AREA_V）的影响最为显著。

人工林地占绝对优势的非农景观结构类型 I 中，各样点的植物物种多样性主要受破碎化指数（FN）、景观形状指数（LSI）、斑块密度（PD）和人为干扰指标（村庄个数 NUM_V、村庄面积 AREA_V）影响较大；非农景观结构类型 II 中，破碎化指标中的连接度指数（CONNECT）、蔓延度指数（CONTAG）与斑块密度（PD）对植物物种多样性的影响较为明显；树篱/沟渠占据主要优势的非农景观结构类型 IV 主要受破碎化指数（FN）影响较为显著；而在林地与树篱/沟渠比例相当的非农景观结构类型 III 中，大部分植物物种多样性与蔓延度指数（CONTAG）、破碎化指数（FN）和斑块密度（PD）呈现正相关关系，与人为干扰指标（村庄个数 NUM_V、村庄面积 AREA_V）呈现一定程度的负相关性。该结果表明大部分样点的植物物种多样性都在不同程度上受到景观破碎化及人为干扰的影响，而景观要素的形状与平均斑块大小对其影响相对较小。

4　讨论

（1）非农生境的类型和质量差异影响植物物种多样性

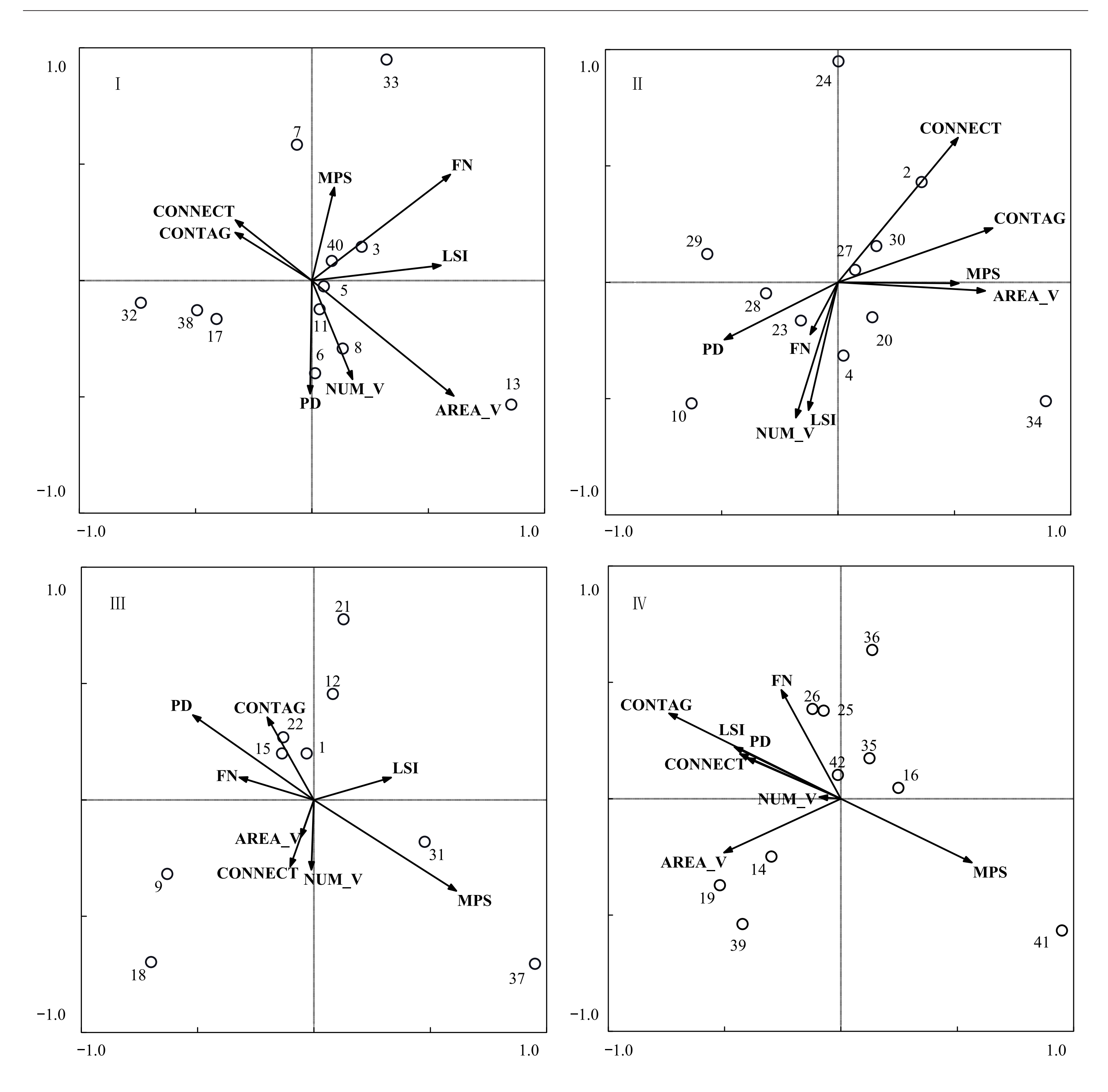


图 6　4 种非农景观结构类型下景观指数与不同样点植物物种多样性的 RDA 排序图

Fig.6 Correlation plots of the redundancy analysis (RDA) on the relationship between landscape indexes and plant species diversity in different sampling sites of 4 non-agricultural structure

空心圆代表 42 个样点

农业景观中各种不同景观要素(如林地、草地、树篱、沟渠等)构成主要的非农生境,在生物控制和生物多样性保护方面都发挥着一定的作用和功能,如提高天敌的多样性[31]、为物种的保存和扩散提供合适的生境和廊道等[32]。非农生境的增加对植物多样性具有显著的促进作用[33]。构建合理的农业景观不仅要增加景观要素的类型,还要提高非农生境的质量[13]。研究结果显示,封丘县非农植物群落类型比较单一,植物组成以菊科、禾本科等为主,优势科属较为明显,各生境间存在一定的差异,验证了非农生境的类型差异对植物物种多样性有明显影响假设的正确性,但不同生境间共有种相对较多,总体上植物组成以广布种为主,缺乏特有种。与沟渠相比,林地和树篱的物种丰富度相对较高,近 71%的物种分布其中,在维持当地植物物种多样性方面起到一定的作用。此外,由于 3 种非农生境类型的栖息地环境有所差异,各自存在一些特有的物种,进一

步提高了区域内的生物多样性。封丘县非农生境的面积约占区域面积的 10%[29]，不仅面积小、生境类型较少，而且景观破碎度较高、生境质量较低（林分为单一的杨树，林下放牧、堆放垃圾；沟渠/树篱呈片段化；沟渠硬化等），未来农业景观的构建应在增加非农生境类型（如田块边缘区、休耕地、池塘等）的同时，改善现有人工林的林分结构、增强人工林结构的复杂性（增加林分）和物种组成的多样性（乔灌草搭配），对树篱/沟渠植被缺失部分进行补植，减少沟渠的硬化，在保留当地原有优势物种（如狗牙根、狗尾草、葎草等）和特有物种的基础上，因地制宜地引入更多的非农植物[34]，从而为更多的生物提供多样、适宜的栖息地环境，补偿恢复景观的生态功能。

（2）非农景观要素结构的复杂性影响植物物种多样性

由不同景观要素构成的非农生境比单个类型的非农生境具有更高的物种丰富度，并且在不同的景观结构类型中，当林地与树篱/沟渠的组成比例相当（非农景观结构类型 III）时，植物物种丰富度最高，在一定程度上验证了非农生境的面积比例差异对植物物种多样性有明显影响，并且非农景观要素的结构越复杂植物物种多样性越高的假设，表明在提高生物多样性方面，不仅要考虑非农生境的类型和数量，更要注重优化景观的比例组成与空间构型[13]，在保证非农景观组成异质性的基础上，还应提升其结构异质性[35]。该结论为未来区域内非农景观的构建提供了合理的目标和规划标准。在非农景观要素组成与结构方面，林地为封丘县最具优势的非农景观要素，是研究区最大的非农生境类型，较大面积的人工林主要分布在县域的中部，树篱/沟渠的数量较少、面积较小，多数散布在县域的南部。针对封丘县非农景观要素面积逐渐缩小、分布不均匀的现状，建议在生境较为单一的地区，应适量增加生境类型，通过控制不同景观要素的数量和面积比例来调整非农景观结构，使景观要素达到最优的配置，从而实现生物多样性的提升与维持。

（3）非农景观的合理其配置有利于保护生物多样性，促进农业生态系统服务的发挥

在人类活动强烈干扰的景观区域，由不同非农生境形成的斑块，其大小和连接度水平在很大程度上影响物种的丰富度、迁移和生存[36]，随着不同非农景观要素之间连通性的加强，生物多样性呈现增大的趋势[17]。同时，非农景观在整个农业生态系统服务发挥和可持续发展中具有极其重要的生态作用，如非农生境中的植物群落通过对农药、化肥、降水等的过滤、沉降和缓冲效应起到水源保障和避难所的作用[37]；非农生境能为动物提供栖息地、食源地、越冬地和庇护所等[7]，有效提高传粉昆虫的服务效率[9]。已有的研究表明树篱等非农生境的减少导致农业景观中的昆虫和鸟类等物种丰富度因缺乏食物和营巢地而持续降低[38-39]。总体来看，高度集约化的农业生产导致封丘县的非农生境类型少、结构简单、破碎化程度较高，人工林、树篱、沟渠三者之间连通性较低，不利于生境间物种的扩散和交流，由于大多数的植物物种都在不同程度上受到景观破碎化及人为干扰的影响，导致了当地生物多样性的降低。应在较大尺度上通过研究各景观要素的景观连接度，分析影响物种生存的重要地段和关键点，在不同生境斑块之间建立合理的廊道[40]。如，大面积的人工林地和沟渠可以作为主要的物种源和汇，通过建立一定数目、宽度、具有一定空间排列方式的生态廊道，将大小不同的非农生境斑块联系起来，构建廊道网络系统，提高非农景观的整体连接度，实现最优的农业景观生态格局，从而使生物多样性得以保护，促进农业生态系统服务的发挥。

作为农业景观重要的组成部分，非农生境在农业生态系统中的重要性已成为广泛的共识，提高非农景观结构的复杂性不仅能够提高农田的生物多样性，还有利于多种生态系统功能与服务的发挥[41-42]。"栖息地异质性假说（Habitat Heterogeneity Hypothesis）"认为栖息地结构的复杂程度决定了其所能够提供的生态位，结构越复杂可利用的环境资源就越多，物种多样性相对就越大[43-44]。目前，在不同的农业景观研究中关于非农生境的构建表现出一定的差异性，尚未存在统一标准，如德国农业景观和土地利用中心认为斑块面积小于 1 hm^2的非农田景观类型对生物多样性具有明显的作用，并且当非农生境比例从 2.1%增加到 9.2%时，出现频率较小的种所占比例从 0 增加到 41%[45]；国际生物防治组织 IOBC[46]（International Organization of Biological Control）则认为半自然生境面积接近 15%时，才能充分保护生物多样性，并建议农田景观中半自然生境用地的比例最小为 5%。除了非农生境本身，非农景观要素的形状、组成及其空间配置状况的不同也会影响农业景

观中非农生境的连通性和可达性,直接影响物种的扩散能力和死亡率,进而影响物种在景观中的迁移和种群的可持续性[47-49]。在欧盟与美国,通过构建非农生境和增加景观异质性来提高农业景观中的生物多样性早已成为农业环境保护的重要内容[10,50]。在我国高度集约化的农业景观中,不仅要继承传统农业景观中较好的管理方式,还要从非农生境(半自然生境、树篱、人工林、农田边等)的类型、比例、空间结构及其与其他景观要素的配置等多个方面进行合理改造和布局来提高生物多样性[51]。

5　结论与展望

总体来说,有关封丘县的研究结果验证了文章开始的假设,即非农生境的类型及面积比例差异对植物物种多样性有明显影响,非农景观要素的结构越复杂植物物种多样性越高。该结果对未来研究区内农业景观重构和土地整理具有重要的实践指导意义,同时也对理解农业景观中生物多样性维持的机制具有重要的参考价值。在农业景观构建中,只有充分考虑不同尺度上非农景观要素的组成结构与空间配置,才能实现景观结构的合理布局,使其发挥更多的景观功能和更大的生产、生态及社会效益,从而促进农业生态系统功能与服务的发挥。此外,由于农业景观由人类经营占主导,农民为最主要的利益相关者和农田改造者,在政府政策的宏观调控前提下,农业景观的变化较大程度上由农民的发展意愿所决定,因此,应该结合利益相关者对不同景观的认知和偏好来完成未来区域内农业景观的构建。今后,在区域内还应逐步开展利益相关者的景观偏好调查、农业景观结构的优化模拟以及实际构建,为实现农业景观的合理规划、管理和农业生态系统健康可持续发展提供可行之路。

参考文献(References):

[1] Clark J K, McChesney R, Munroe D K, Irwin E G. Spatial characteristics of exurban settlement pattern in the United States. Landscape and Urban Planning, 2009, 90(3/4): 178-188.

[2] 郑云开, 尤民生. 农业景观生物多样性与害虫生态控制. 生态学报, 2009, 29(3): 1508-1518.

[3] Bennett A F, Radford J Q, Haslem A. Properties of land mosaics: Implications for nature conservation in agricultural environments. Biological Conservation, 2006, 133(2): 250-264.

[4] Moore N P, Askew N, Bishop J D. Small mammals in new farm woodlands. Mammal Review, 2003, 33(1): 101-104.

[5] Pollard K A, Holland J M. Arthropods within the woody element of hedgerows and their distribution pattern. Agricultural and Forest Entomology, 2006, 8(3): 203-211.

[6] Woodcock B A, Westbury D B, Potts S G, Harris S J, Brown V K. Establishing field margins to promote beetle conservation in arable farms. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2005, 107(2/3): 255-266.

[7] Asteraki E J, Hanks C B, Clements R O. The influence of different types of grassland field margin on carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) communities. Agriculture, Ecosystems & Environment, 1995, 54(3): 195-202.

[8] Bell J R, Johnson P J, Hambler C, Haughton A J, Smith H, Feber R E, Tattersall F H, Hart B H, Manley W, Macdonald D W. Manipulating the abundance of *Lepthyphantes tenuis* (Araneae: Linyphiidae) by field margin management. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2002, 93(1/3): 295-304.

[9] 刘云慧, 宇振荣, 王长柳, 李良涛, 常虹. 坝上地区农田和恢复生境地表甲虫多样性. 生态学报, 2011, 31(2): 465-473.

[10] Jackson L, van Noordwijk M, Bengtsson J, Foster W, Lipper L, Pulleman M, Said M, Snaddon J, Vodouhe R. Biodiversity and agricultural sustainagility: from assessment to adaptive management. Current Opinion in Environmental Sustainability, 2010, 2(1/2): 80-87.

[11] 卢训令, 梁国付, 汤茜, 丁圣彦, 李乾玺, 张晓青. 黄河下游平原农业景观中非农生境植物多样性. 生态学报, 2014, 34(4): 789-797.

[12] Bianchi F J J A, Booij C J H, Tscharntke T. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. Proceedings of the Royal Society B, 2006, 273(1595): 1715-1727.

[13] 刘云慧, 张鑫, 张旭珠, 段美春. 生态农业景观与生物多样性保护及生态服务维持. 中国生态农业学报, 2012, 20(7): 819-824.

[14] Lovell S T, Johnston D M. Creating multifunctional landscapes: how can the field of ecology inform the design of the landscape?. Frontiers in Ecology and the Environment, 2009, 7(4): 212-220.

[15] 卢训令, 汤茜, 梁国付, 丁圣彦. 黄河下游平原不同非农生境中植物多样性研究. 生态学报, 2015, 35(5): 1527-1536.

[16] Meehan T D, Werling B P, Landis D A, Gratton C. Agricultural landscape simplification and insecticide use in the Midwestern United States. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2011, 108(28): 11500-11505.

[17] 边振兴, 朱瑞雪, 宇振荣, 王秋兵, 李金泓. 城市扩张对农田景观中非农生境的影响——以辽宁省沈阳市沈北新区为例. 中国生态农业学报, 2015, 23(8): 1053-1060.

[18] 段美春, 张鑫, 李想, 陶渊渊, 朱春阳, 刘云慧, 宇振荣. 农田景观虫害控制植被缓冲带布局、模式和功能. 中国农学通报, 2014, 30(1): 264-270.
[19] 李明, 彭培好, 王玉宽, 傅斌. 农业生物多样性研究进展. 中国农学通报, 2014, 30(9): 7-14.
[20] Letourneau D K, Armbrecht I, Rivera B S, Lerma J M, Carmona E J, Daza M C, Escobar S, Galindo V, Gutiérrez C, López S D, Mejía J L, Rangel A M A, Rangel J H, Rivera L, Saavedra C A, Torres A M, Trujillo A R. Does plant diversity benefit agroecosystems? A synthetic review. Ecological Applications, 2011, 21(1): 9-21.
[21] Tscharntke T, Klein A M, Kruess A, Steffan-Dewenter I, Thies C. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity-ecosystem service management. Ecology Letters, 2005, 8(8): 857-874.
[22] 常虹, 张旭珠, 段美春, 宇振荣, 刘云慧. 北京密云农业景观步甲群落空间分布格局. 应用生态学报, 2012, 23(6): 1545-1550.
[23] 宇振荣, 谷卫彬, 胡敦孝. 江汉平原农业景观格局及生物多样性研究——以两个村为例. 资源科学, 2000, 22(2): 19-23.
[24] 赵爽, 宋博, 侯笑云, 丁圣彦, 汤茜. 黄河下游农业景观中不同生境类型地表节肢动物优势类群. 生态学报, 2015, 35(13): 4398-4407.
[25] 侯笑云, 宋博, 赵爽, 丁圣彦. 黄河下游封丘县不同尺度农业景观异质性对鞘翅目昆虫多样性的影响. 生态与农村环境学报, 2015, 31(1): 77-81.
[26] 刘栋. 黄河下游平原农业景观非农植物群落特征及其与景观异质性关系研究[D]. 开封: 河南大学, 2013.
[27] Tang Q, Liang G F, Lu X L, Ding S Y. Effects of corridor networks on plant species composition and diversity in an intensive agriculture landscape. Chinese Geographical Science, 2014, 24(1): 93-103.
[28] 冯舒, 汤茜, 丁圣彦. 农业景观农地和非农绿地斑块属性特征及其结构优化研究——以河南省封丘县为例. 中国生态农业学报, 2015, 23(6): 733-740.
[29] 宋永昌. 植被生态学. 上海: 华东师范大学出版社, 2001: 580-588.
[30] Lepš J, Šmilauer P. Multivariate Analysis of Ecological Data Using CANOCO. Cambridge: Cambridge University Press, 2003.
[31] 赵紫华, 石云, 贺达汉, 杭佳, 赵映书, 王颖. 不同农业景观结构对麦蚜种群动态的影响. 生态学报, 2010, 30(23): 6380-6388.
[32] 郗敏, 吕宪国, 刘玉红. 人工沟渠的生态环境效应研究综述. 生态学杂志, 2005, 24(12): 1471-1476.
[33] Gabriel D, Sait S M, Hodgson J A, Schmutz U, Kunin W E, Benton T G. Scale matters: the impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales. Ecology Letters, 2010, 13(7): 858-869.
[34] Donald P F, Evans A D. Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. Journal of Applied Ecology, 2006, 43(2): 209-218.
[35] 段美春, 刘云慧, 张鑫, 曾为刚, 宇振荣. 以病虫害控制为中心的农业生态景观建设. 中国生态农业学报, 2012, 20(7): 825-831.
[36] 陈利顶, 傅伯杰. 景观连接度的生态学意义及其应用. 生态学杂志, 1996, 15(4): 37-42.
[37] Duelli P, Obrist M K. Regional biodiversity in an agricultural landscape: the contribution of seminatural habitat islands. Basic and Applied Ecology, 2003, 4(2): 129-138.
[38] Robinson R A, Sutherland W J. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. Journal of Applied Ecology, 2002, 39(1): 157-176.
[39] Groot J C J, Jellema A, Rossing W A H. Designing a hedgerow network in a multifunctional agricultural landscape: balancing trade-offs among ecological quality, landscape character and implementation costs. European Journal of Agronomy, 2010, 32(1): 112-119.
[40] 傅伯杰, 陈利顶, 马克明, 王仰麟. 景观生态学原理及应用. 2 版. 北京: 科学出版社, 2011: 79-86.
[41] 贺达汉. 农业景观与害虫种群控制. 植物保护, 2009, 35(3): 12-15.
[42] Roland J, Tayler P D. Insect parasitoid species respond to forest structure at different spatial scales. Nature, 1997, 386(6626): 710-713.
[43] Bazzaz F A. Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. Ecology, 1975, 56(2): 485-488.
[44] Concepción E D, Díaz M, Baquero B A. Effects of landscape complexity on the ecological effectiveness of agri-environment schemes. Landscape Ecology, 2008, 23(2): 135-148.
[45] 江源. 欧洲农田生态系统物种多样性研究进展. 资源科学, 1999, 21(5): 53-56.
[46] Boller jr P F. Presidential Campaigns: From George Washington to George W. Bush. Oxford: Oxford University press, 2004.
[47] Losey J E, Vaughan M. The economic value of ecological services provided by insects. Bioscience, 2006, 56(4): 311-323.
[48] Thies C, Steffan-Dewenter I, Tscharntke T. Effects of landscape context on herbivory and parasitism at different spatial scales. Oikos, 2003, 101(1): 18-25.
[49] Pöyry J, Paukkunen J, Heliölä J, Kuussaari M. Relative contributions of local and regional factors to species richness and total density of butterflies and moths in semi-natural grasslands. Oecologia, 2009, 160(3): 577-587.
[50] Whittingham M J. The future of agri-environment schemes: biodiversity gains and ecosystem service delivery?. Journal of Applied Ecology, 2011, 48(3): 509-513.
[51] Liu Y H, Duan M C, Yu Z R. Agricultural landscapes and biodiversity in China. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2013, 166: 46-54.